基于GRACE和GLDAS的西北干旱区地下水资源量可持续性评价

阮永健[1,2]， 吴秀芹[1,2]

（1. 北京林业大学水土保持学院，北京 100083；2. 北京林业大学水土保持国家林业重点实验室，北京 100083）

摘 要：中国西北干旱区是典型的地下水依赖型生态系统，地下水资源是西北干旱区发展的战略性支撑，实时掌握地下水的动态变化对揭示地下水的变化特征以及区域经济发展具有重要意义。以往基于人工的传统地下水监测研究耗费巨大，难以实现大尺度长时间序列的分析，重力卫星的运用为解决这一问题提供了途径，过往研究尚未对西北干旱区地下水资源量可持续性进行量化评价，为探究近年来西北干旱区地下水资源量可持续性情况，基于GRACE重力卫星和GLDAS数据反演中国西北干旱地区2002—04—2020—09共计200个月的地下水储量变化情况，判断其趋势变化，再计算基于GRACE的地下水干旱指数获取西北干旱区地下水干旱情况，最后进一步将GGDI与可持续性指数相结合，量化地下水可靠性、回弹性、脆弱性，以此评价近年来中国西北干旱区地下水资源量可持续性。结果显示：2002—2020年，西北干旱区地下水储量大幅度减少，地下水干旱程度加深，地下水平均可靠性为0.495，回弹性0.470，脆弱性为0.404，区域的地下水资源量可持续性指数SI为0.28，属于较低的地下水资源量可持续性水平。研究揭示了西北干旱区的地下水资源量可持续性时空分布规律及演变趋势，为区域地下水资源保护和管理提供理论和数据支撑。

关键词：西北干旱区；重力卫星；地下水干旱指数；地下水资源量；可持续性

地下水作为水资源的重要组成部分，具有分布范围广、水质优良、开发成本低等特点[1-3]。中华人民共和国水利部发布的2020年度《中国水资源公报》指出，全国地下水资源总量为8553.5×10^8 m，占水资源总量的27%，2020年地下水资源供给量为892.5×10^8 m，占供水总量的15.4%，地下水资源在供给中占有极其重要的地位[4-5]。随着用水需求的不断提升，21世纪以来，我国地下水开采量持续超过1000×10^8 m，地下水的超采势必造成地下水储量减少、地下水水位的下降[6]，可能导致地下水依赖型生态系统退化并危及区域生态安全。干旱半干旱区就是典型的地下水依赖型生态系统，只有可持续利用地下水，才能缓解干旱半干旱区地下水环境的恶化[7]。

地下水可持续性的概念最早由Alley等[8]在1999年提出，后经过不断的完善可以定义为：地下水系统能够为生态系统和人类社会持续提供足够数量和良好质量的水资源的能力。国内外也展开了大量的地下水可持续性相关的研究，主要包括基于数量的、基于质量的以及综合评价方法3种。在地下水数量评价方面，Thomas等[9]通过GRACE（Gravity Recovery and Climate Experiment）和GLDAS（Global Land Date Assimilation System）水文模型，结合基于GRACE的地下水干旱指数（GRACE Groundwater Drought Index，GGDI），评价了2002—04—2016—07全球37个大型含水层的地下水资源量可持续性。地下水质量评价方面主要包括通过地下水指数、地下水脆弱性以及地下水质可持续性指标进行评价。综合评价是指综合考虑地下水的数量和质量来评价地下水可持续性，如Singh等[10]通过构建基于15个指标的地下水可持续性指数GSI评估印度拉贾斯坦邦西部干旱地区地下水可持续性；

收稿日期：2021-07-09； **修订日期**：2021-09-05

基金项目：国家重点研发计划资助（2019YFC0507600，2019YFC0507601）；国家自然科学基金项目（41671080）

作者简介：阮永健（1996-），男，硕士研究生，主要研究方向为3S集成与应用. E-mail: 18257613748@163.com

通讯作者：吴秀芹. E-mail: wuxq@bjfu.edu.cn

Jiang等[11]在驱动力－压力－状态－影响－响应框架的基础上，建立了地下水可持续性指标体系，并运用层次分析法和信息熵理论重新构建了地下水可持续性评价方法。

开展地下水的实时动态监测是地下水资源量可持续性利用的重要保障，传统的地下水储量监测技术主要是通过监测井来实测地下水位数据以达到估算地下水储量的目的，然而该方法存在较大局限，包括水井的数量少、分布不均以及很难对大尺度的区域进行监测等[12-13]。随着重力卫星探测技术的不断发展，越来越多的国内外研究者通过利用GRACE卫星数据，更好的实现对大尺度区域地下水的监测。Neves等[14]评估比较了几种不同来源的GRACE数据在伊比利亚地区进行地下水储量监测中的性能，结果显示CSR Mascon数据在该地区表现最好；Karunakalage等[15]利用降低尺度的高分辨率GRACE数据监测印度古吉拉特邦及周边地区的地下水储量减少情况并验证了GRACE SH数据在水管理研究中的适用性；束秋妍等[16]利用GRACE重力卫星数据反演华北平原地下水储量变化探索华北平原地下水储量变化的时空特征和驱动机制；孙倩等[17]基于GRACE卫星结合GLDAS水文模型对和田地区克里雅河流域11 a间的陆地水储量动态变化进行反演，模拟地下水等效水柱高变化趋势以此构建地下水水位估算模型，结合实测数据验证精度，验证结果表明模型适用性较好；陶征广等[18]基于GRACE和GLDAS反演安徽省地下水储量的时间变化序列，反演结果与国家统计局数据相关系数达到89.62%。综上所述，GRACE卫星数据在反演大尺度范围地下水储量变化有较高的精度，可以较为系统、准确的获取地下水储量变化；并且GRACE卫星数据在中国地区地下水储量监测方面效果良好。

中国西北干旱区降水稀少、蒸发强烈，水资源紧缺，自然湖泊湿地、天然植被对地下水具有强烈依赖性。近些年来，不够合理的地下水资源开发导致地下水位下降、荒漠化入侵，地下水长期处于超采状态，地下水资源受到严重威胁[1-3]。目前，针对西北干旱地区地下水的研究主要集中在对地下水储量变化和地下水埋深分析等方面，在地下水资源量可持续性评价方面的研究鲜有报导。地下水作为西北干旱区经济发展极为重要的资源，开展区域整体地下水可持续性水平的评估，对区域发展、地下水可持续利用具有重要意义。本文旨在通过利用GRACE数据和GLDAS水文模型反演西北干旱区地下水储量变化，并结合基于GRACE的地下水干旱指数GGDI进一步量化地下水资源量的可靠性、回弹效、脆弱性，以此评价西北干旱区地下水资源量可持续性指数，揭示西北干旱区地下水的可持续性水平，为西北干旱区地下水资源量可持续性管理提供重要参考。

1 研究区概况与方法

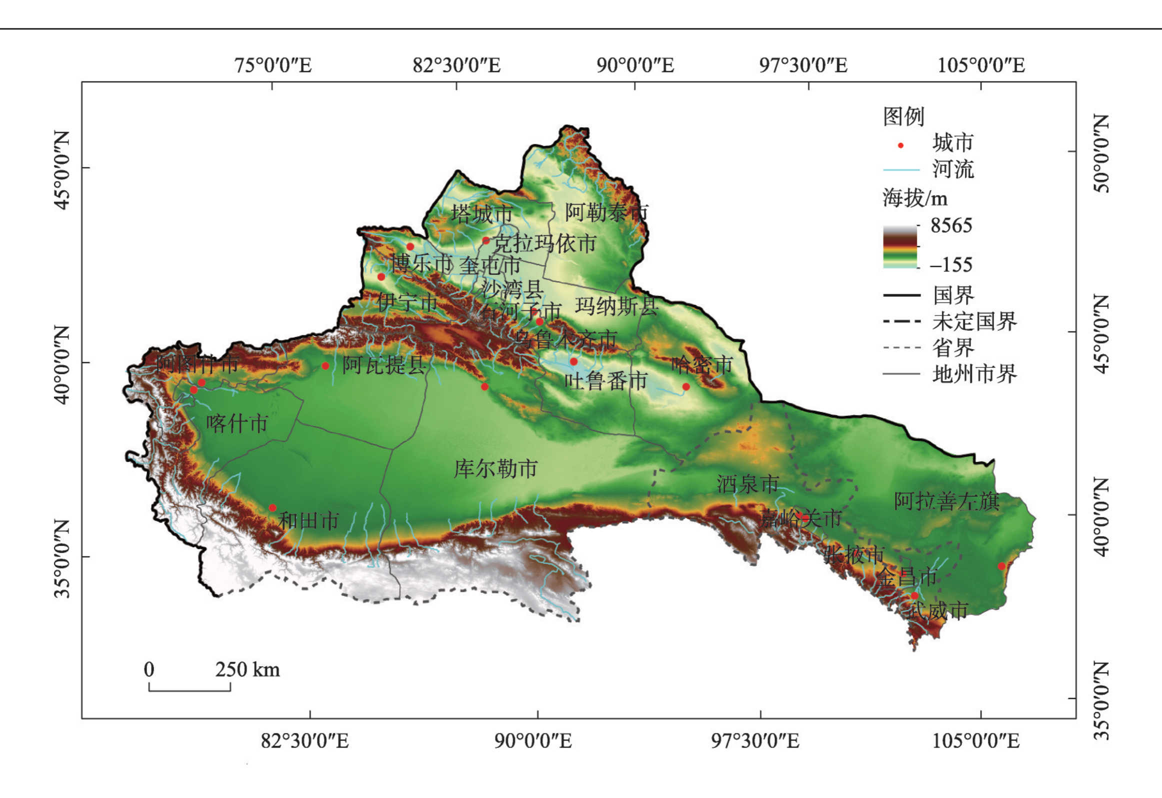
1.1 研究区概况

中国西北干旱区位于亚洲中部[19]，地理位置位于73°~107°E，35°~50°N，东部以贺兰山为界，南至昆仑山、阿尔金山与祁连山，北侧与西侧以国境线为界（图1）。行政区上包括新疆全境，甘肃河西五市及内蒙古阿拉善盟的广大地区。区域总面积为2.09×10^6 km^2，约占中国总面积的1/5。研究区深居内陆，区域内除了阿勒泰市东北部，塔城地区西北部，博乐市、奎屯市、沙湾县以及玛纳斯县南部，乌鲁木齐市，甘肃河西五市在内的部分地区年降水量大于200 mm外，其他区域皆为年降水量小于200 mm的极端干旱区，属典型的大陆性气候，地形以高原、山地、盆地为主，地势起伏大。其中，包括内蒙古高原、阿尔泰山山脉、天山山脉、昆仑山脉、阿尔金山脉、祁连山山脉、准噶尔盆地、吐鲁番盆地和塔里木盆地。

1.2 数据与处理

1.2.1 GRACE数据　2002年3月发射的重力恢复与气候试验卫星（Gravity Recovery and Climate Experiment，GRACE）对全球重力场进行长达16 a的观测，2018年5月在GRACE卫星停止工作1 a之后GRACE-FO（GRACE Follow-on）发射成功开始延续GRACE卫星的任务[20]。

本文选用德国喷气推进实验室（JPL）发布的空间分辨率为0.5°×0.5°，时间分辨率为1个月的RL06-level2 Mascon数据模型[21]和国家青藏高原科学数据中心（TPDC）在2020年10月发布的中国区域基于降水重构陆地水储量变化数据集的JPL RL06 Mascon部分数据[22]，所有数据都扣除了2004—2009年间的平均值，代表每个月的数据是相对于2004—01—2009—12平均值的质量变化，换算为等效水柱



注：底图采用自然资源部标准地图制作，审图号为GS(2016)1569，对底图边界无修改。下同。

图1　中国西北干旱区

Fig. 1　Arid area in Northwest China

高，即地下水储量变化的质量换算到假想平面内水柱的高度。

研究选择的时间跨度为2002—04—2020—09，共计200个月，部分月份缺失，其中2017—07—2018—05 Grace数据间断期的11个月使用中国区域基于降水重构陆地水储量变化数据集，其余189个月使用JPL提供的GRACE/GRACE-FO数据。

1.2.2　GLDAS数据　全球陆面同化系统（Global Land Date Assimilation System，GLDAS）是由美国宇航局哥达德飞行中心和美国国家环境预报中心共同提供。GLDAS数据包含3个陆面过程模型（CLM、NOAH、Mosaic），1个水文模型（VIC）。数据包括了全球1979年至今的陆面地表径流、气温、冠层水、蒸散发、土壤湿度、雪水等数据，由4套模型进行模拟，空间分辨率为1°×1°与0.25°×0.25°，时间分辨率为3 h和1个月等。

选用GLDAS全球陆面同化系统中的NOAH陆面过程模型来获取积雪、冠层水及土壤水组成的地表水储量变化，时间分辨率为30 d，空间分辨率为0.25°×0.25°。

1.2.3　降雨数据　降雨数据来源于国家气象科学数据共享服务平台——中国地面气候资料日值数据集（V3.0），包含了2000—2019年中国各省、市、地区的年、月、逐日的平均降水量数据（20:00—20:00累计降雨量，单位为0.1 mm）。

1.2.4　土地利用数据　Globeland 30是国家基础地理信息中心研制的高分辨率地表覆盖产品，空间分辨率为30 m，分类精度为83%，数据在质量和空间上具有较强的一致性，包括耕地、林地、草地、湿地、水体、苔原、灌木地、人造地表（城镇等各类居民用地）、裸地、冰川和永久积雪共10类。

选用2000年、2010年、2020年3期Globeland 30数据通过拼接、掩膜、矢栅转换处理后分析西北干旱区土地利用变化对地下水资源量变化的影响。

1.3　方法

1.3.1　地下水储量估算　通过GRACE数据产品获得陆地储水月变化 ΔTWS，其中包括了地上部分（即植物冠层表面水、土壤水和雪水）和地下部分（即地下水）；地上部分需要通过GLDAS数据获取。

$$\Delta TWS = \Delta W_{can} + \Delta W_{soil} + \Delta W_{snow} + \Delta GWS \quad (1)$$

式中：ΔW_{can} 为冠层表面水变化；ΔW_{soil} 为土壤水变化；ΔW_{snow} 为雪水变化；ΔGWS 为地下水变化。结合GRACE数据和GLDAS数据来获取地下水储量

ΔGWS_{GRACE} 的公式如下[14]：

$$\Delta GWS_{GRACE} = \Delta TWS - (\Delta W_{can} + \Delta W_{soil} + \Delta W_{snow}) \quad (2)$$

1.3.2 基于GRACE的地下水干旱指数GGDI　GGDI（Grace Groundwater Drought Index）是一种基于归一化的地下水存储指标，用于评估含水层系统的地下水干旱。其新颖性是其通过结合地下水存储的赤字和盈余来实现对地下水干旱的评估，当GGDI＞0表示盈余状态，反之则为赤字[23]。

首先计算每月气候（C_i），这里的气候不是气候学定义中的气候，气候（C_i）是用来消除月度变化因素对地下水储量的影响，其公式为：

$$C_i = \frac{\sum_{1}^{n_i} \mathrm{GWSA}_i}{n_i}, \quad i = 1, \cdots, 12 \quad (3)$$

将每月的地下水储量变化（GWSA）减去每月的气候以获得地下水储量偏差（GSD，Ground Water Storage Deviation），该值代表地下水储量的净偏差，最后通过减去地下水储量的偏差的均值，在除以其标准差得到GGDI。

$$\mathrm{GGDI} = \frac{(\mathrm{GSD}_t - \bar{X}_{\mathrm{GSD}})}{S_{\mathrm{GSD}}} \quad (4)$$

式中：GSD_t是在GRACE数据提取的地下水储量变化信号中剔除月气候波动得到的地下水储量变化时间序列；$\bar{X}_{\mathrm{GSD}}$ 和 S_{GSD} 分别为GSD_t的平均值和标准差。

1.3.3 地下水资源量可持续性评价及指标　GGDI与可持续性指数（Sustainability Index，SI）结合评估较大尺度的地下水资源量可持续性，其中SI为地下水系统可靠性（Reliability，REL）、回弹性（Resilience，RES）和脆弱性（Vulnerability，VUL）的函数[10]：

$$\mathrm{SI} = \mathrm{REL} \times \mathrm{RES} \times (1 - \mathrm{VUL}) \quad (5)$$

根据Thomas的分级标准，将西北干旱区地下水可持续性分为5个等级：低可持续性（0<SI≤0.2），较低可持续性（0.2<SI≤0.3），中可持续性（0.3<SI≤0.5），高可持续性（0.5<SI≤0.75），极高可持续性（0.75<SI≤1）。

可靠性（REL）被定义为系统发生故障的频率。对于地下水而言，可靠性就是含水层储存量低于正常条件的历史可能性，即GGDI处于可靠水平的占比。将西北干旱区地下水可靠性分为5个等级：低可靠性（0<REL≤0.25），较低可靠性（0.25<REL≤0.4），中可靠性（0.4<REL≤0.6），高可靠性（0.6<REL≤0.75），极高可靠性（0.75<REL≤1）。

回弹性（RES）表示系统在不满意的情况下恢复到满意状态的速度，在应用于地下水时，回弹力表示从不满意状态恢复到满意状态的可能性，即GGDI从负数到正数的可能性。将西北干旱区地下水回弹分为5个等级：低回弹性（0<RES≤0.2），较低回弹性（0.2<RES≤0.3），中回弹性（0.3<RES≤0.5），高回弹性（0.5<RES≤0.75），极高回弹性（0.75<RES≤1）。

脆弱性（VUL）定义为一种解释不满意程度和出现该程度的概率度量。对于区域地下水系统而言，严重程度和严重程度的概率即地下水干旱指数GGDI值的大小（s_j=GGDI_j）及其出现的概率（e_j）。可量化为[10]：

$$\mathrm{VUL} = \sum\nolimits_{j \in F} s_j e_j \quad (6)$$

将西北干旱区地下水脆弱性分为5个等级：低脆弱性（0<VUL≤0.1），较低脆弱性（0.1<VUL≤0.4），中脆弱性（0.4<VUL≤0.6），高脆弱性（0.6<VUL≤0.75），极高脆弱性（0.75<VUL≤1）。

1.3.4 Theil-Sen趋势分析与Mann-Kendall检验相结合　Theil-Sen趋势分析与Mann-Kendall显著性检验是2种非参数检验方法，该方法不要求时间序列必须满足正态分布和序列自相关的大部分假设，而且对事件序列中的异常值不敏感，能够有效处理小的离群点和缺失值噪声，广泛应用于气象和水文的时间序列分析中[24]。公式如下：

$$\beta = \mathrm{Median}\left(\frac{x_j - x_i}{j - i}\right), \forall j > i \quad (7)$$

式中：β 是所有数据对斜率的中值，β 的正负表示时间序列中的趋势方向，当 $\beta > 0$ 时，反应上升趋势；反之反应下降趋势；x 为进行分析的指标。

本研究使用该方法，取置信水平 $\alpha = 0.01$ 来分析地下水储量变化（TWSA）的时空变化趋势。

1.3.5 最大信息系数MIC　Reshef等[20]在2011年提出了最大信息系数（Maximal Information Coefficient，MIC），该系数可用于挖掘2个可变对象之间的潜在关系，衡量2个变量之间的线性和非线性关系。

其原理是，对于二维联合随机变量（X,Y），其样本集合为 $D = \{(x_i, y_i) | i = 1,2,3,\cdots,N\}$，其样本容量为$N$。通过分别将$X$和$Y$的值划分为$m$和$n$个不同的区间，可以将样本空间离散化为$m \times n$的网格$G$。在

指定网格下可以进一步估计互信息 $I(D|_G)$。

$$I\left(D|_G\right)=\sum_{x\in X}\sum_{y\in Y}p(x,y)\log_2\left[\frac{p(x,y)}{p(x)p(y)}\right] \tag{8}$$

式中：$D|_G$ 表示使用网格 G 划分样本集合时引入概率分布；$p(x)$，$p(y)$分别是 X 和 Y 的经验边缘密度；$p(x,y)$是 X 和 Y 的经验联合概率密度。

在离散化样本集合 D 时，同样的网络 $m\times n$ 下存在多种不同值域划分方式，所有可能的网格 G 上的最大互信息记为

$$I^*(D,m,n)=\mathrm{Max}_G I\left(D|_G\right) \tag{9}$$

进一步标准化 $I^*(D,m,n)$

$$M(D)_{m,n}=\frac{I^*(D,m,n)}{\log_2\min(m,n)} \tag{10}$$

基于最大互信息，随机变量 X，Y 之间的MIC定义为：

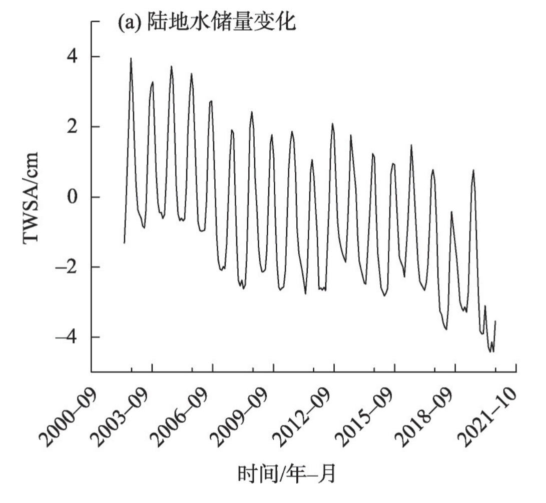
$$\mathrm{MIC}(X)=\mathrm{Max}_{xy<B(N)}\{M(X)_{x,y}\} \tag{11}$$

式中：$B(N)$为样本个数的函数，通常设置 $B(N)=N^{0.6}$。MIC(X,Y)的取值范围[0,1]，数值越大线性非线性关系相关程度越大。

2 结果与分析

2.1 西北干旱区地下水储量变化

2.1.1 陆地水和地下水储量变化　由月均陆地储水量变化反演的地下水储量变化(图2)可以看出，2002—04—2020—09，西北干旱区陆地储水量变化(TWSA)随季节变化较大，最大值出现在2002年8月，其等效水柱高3.96 cm，最小值出现在2020年6月，其等效水柱高−4.42 cm，整体呈现出周期且向下的趋势。地下水储量变化(GWSA)也呈现出明显的、持续的下降趋势，最大值出现在2005年6月为3.06 cm，在2015年1月最低，达到−6.52 cm之后下降趋势有所减缓，开始呈现周期波动，研究期间等效水柱高累计下降6.52 cm。



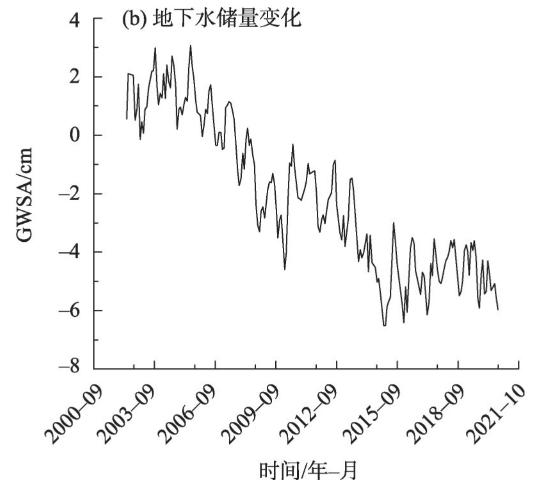


图2　陆地水储量变化和地下水储量变化

Fig. 2　Variations in of terrestrial water storage anomaly TWSA and groundwater storage anomaly GWSA

2.1.2 地下水储量变化验证　通过对研究区面积占比最大的新疆地区进行地下水储量变化反演结果的验证，以2003—2020年新疆水资源公报的地下水储量年鉴数据作为参照(图3)，由图3可以看出，通过GRACE反演获得的GWSA与其具有相同的变化趋势，2014年新疆地下水储量最低，为443.9×10^8 m^3，与反演得到的GWSA最低点2015年1月相对应，随后在2015年新疆多地发生连续暴雨洪水灾害，地

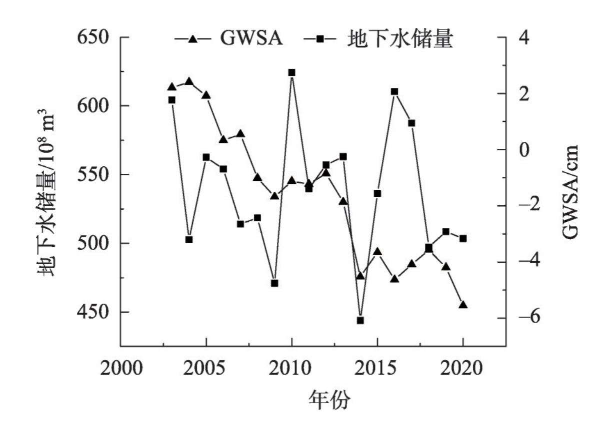


图3　新疆地下水储量与GWSA

Fig. 3　Groundwater reserves in Xinjiang and groundwater storage anomaly GWSA

下水储量有所上升[25]。

2.1.3 地下水储量变化空间趋势分析 采用Theil-Sen方法和Mann-Kendall显著性检验相结合的方法，得到西北干旱区地下水储量变化趋势（图4）。研究区95.7%区域在2002—04—2020—09呈现出显著变化（$\alpha \leqslant 0.01$），其中约有19.3%呈现出显著的正向变化，即地下水储量增加；80.7%呈现出显著负向变化，即地下水储量减少。整体的空间趋势呈现出3层条带式分布，自北向南第1条道呈现增长趋势，增长幅度较小，整个条带东西跨度最小；第2条带呈现出明显的地下水储量减少趋势，条带的东西跨度最大；第3条带呈现出较为明显的地下水储量增长趋势。整个研究区大部分区域地下水储量变化呈现出下降的趋势，下降趋势最显著的区域在阿瓦提县、库尔勒市、伊宁县交界处，显著增长区域最明显的地区在和田市。

2.2 地下水干旱指数GGDI

将研究区基于时间序列的地下水储量变化均值，去除基于GRACE的周期变化的每月的气候值GRACE-C（图5b），得到地下水储量偏差GSD（图5c），再将地下水储量偏差进行归一化后得到基于GRACE地下水干旱指数GGDI（图5d）。GGDI>0表示地下水储量处于盈余状态，GGDI<0表示地下水储量处于赤字状态。在2008年9月之前，西北干旱区地下水干旱指数GGDI>0，最高值出现在2003年9月，GGDI为1.95，这段期间地下水储量较长时间处于盈余状态，状态较为稳定。2008—09—2012—10月之间GGDI在0上下波段，地下水盈余状态和赤字状态相互交替。在2012年10月之后地下水干旱指数GGDI开始长期小于0，且呈现减少趋势，最小值在2020年8月，为−1.66。

2.3 地下水资源量可持续性评价

2.3.1 可靠性 可靠性是西北干旱区地下水GGDI盈余月份，在研究期间总月份中的占比情况。对西北干旱区地下水可靠性进行量化（图6a），根据可靠性分级标准获得西北干旱区可靠性分级结果（图6b），以及西北干旱区地下水可靠性各等级占比情况（表1）。

全区域地下水可靠性平均值为0.495，达到中可靠性水平。其中，中可靠性区域占比最大达到89.8%，分布广泛；较低可靠性区域占比7.27%，主要分布在研究区东部的阿拉善左旗，以及库尔勒市东南部，和田东北部；极少部分为高可靠性区域；无低可靠性区和极高可靠性区域。

2.3.2 回弹性 回弹性是指西北干旱区地下水GGDI从赤字状态恢复到盈余状态的能力，对西北干旱区地下水回弹性进行量化（图7a），根据分级标准获得西北干旱区可靠性分级结果（图7b）以及回

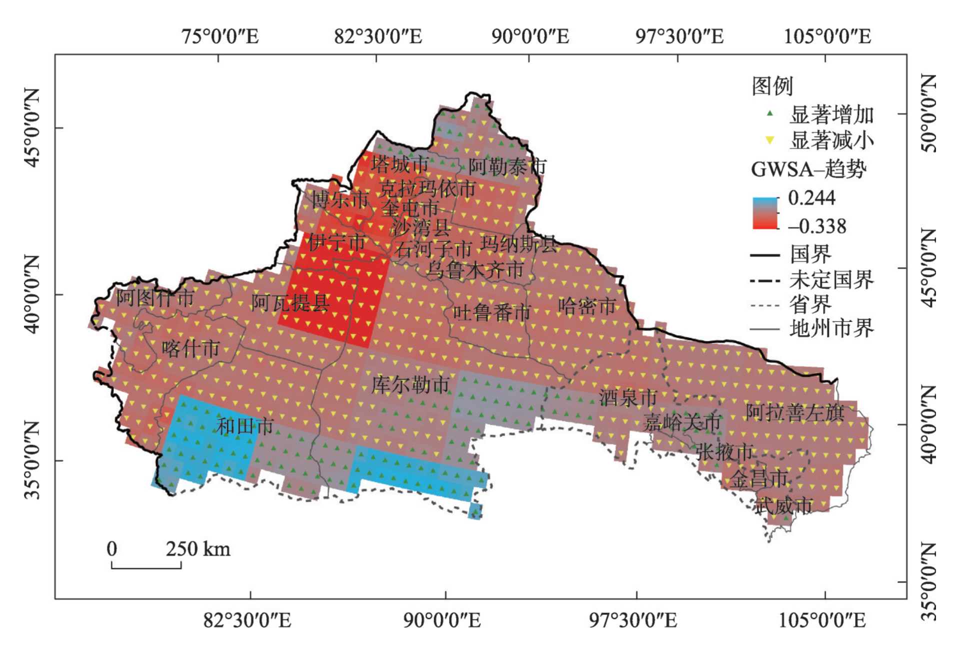


图4 利用Theil-Senmedian方法分析GWSA时间变化

Fig. 4 Theil-Senmedian method was used to analyze the spatial variation of GWSA

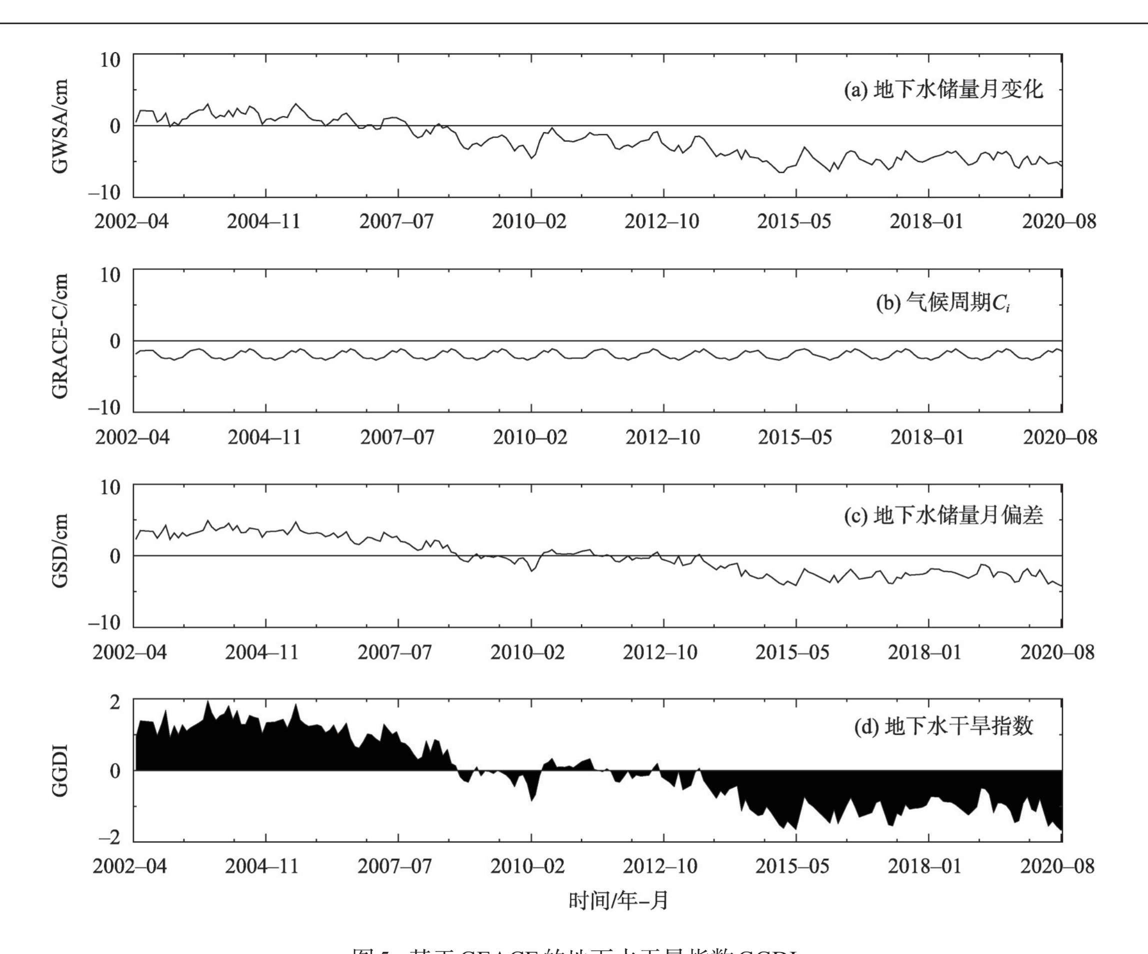


图5 基于GEACE的地下水干旱指数GGDI

Fig. 5 Groundwater drought index GGDI based on GEACE

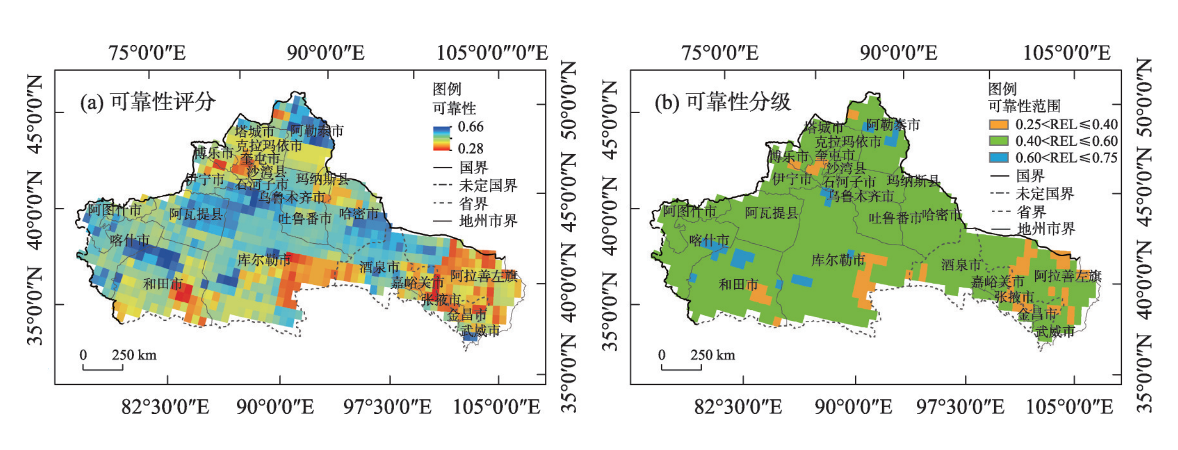


图6 可靠性评分及其分级

Fig. 6 Reliability score and its classification

表1 可靠性等级占比

Tab. 1 Proportion of reliability levels

可靠性分级	范围	占比/%
低可靠性	0<REL≤0.25	0
较低可靠性	0.25<REL≤0.40	7.27
中可靠性	0.40<REL≤0.60	89.80
高可靠性	0.6<REL≤0.75	2.93
极高可靠性	0.75<REL≤1	0

弹性各等级占比情况(表2)。

全区域地下水回弹性平均值为0.470,为中回弹性水平。区域中占比最高的是中回弹性区域,达到72.8%,其余27.2%为高回弹性区域,主要分布在西北干旱区南部边界沿线,以及西北干旱区北部;中回弹性区域分布在区域中部,无低、较低和极高回弹性区域。

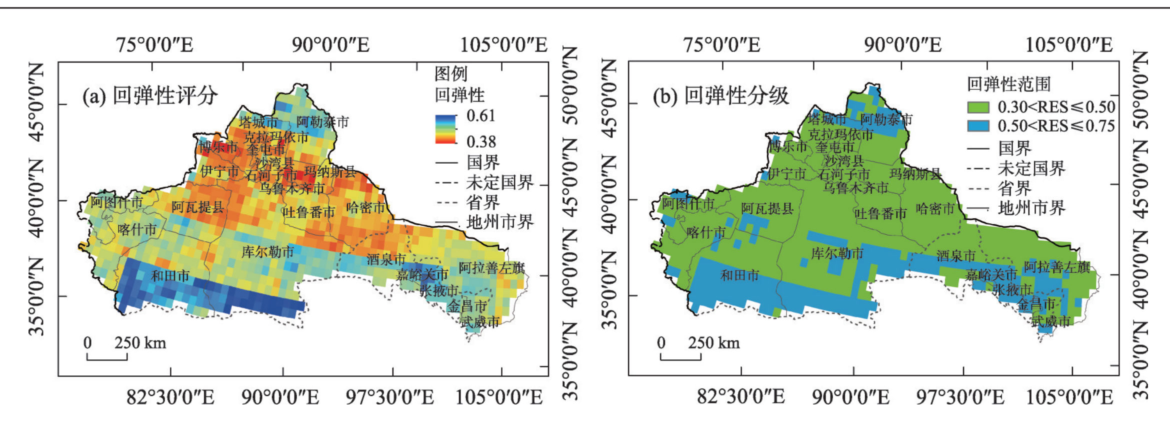


图7 回弹性评分及其分级

Fig. 7 Resilience score and its classification

表2 回弹性等级占比

Tab. 2 Proportion of resilience levels

回弹性分级	范围	占比/%
低回弹性	0<RES≤ 0.20	0
较低回弹性	0.20<RES≤ 0.30	0
中回弹性	0.30<RES≤ 0.50	72.80
高回弹性	0.50<RES≤ 0.75	27.20
极高回弹性	0.75<RES≤ 1	0

2.3.3 *脆弱性* 脆弱性是指西北干旱区地下水赤字月份GGDI的程度以及发生的概率对西北干旱区地下水可靠性进行量化(图8a),根据分级标准获得西北干旱区可靠性分级结果(图8b)以及脆弱性各等级占比情况(表3)。

西北干旱区平均脆弱性为0.404,脆弱性量化结果越大表示区域越脆弱,对于承受极端变化的能力越差。主要为较低脆弱性和中脆弱性区域,分别占53.69%、42.2%,其余小部分为高脆弱性区域,占4.1%,脆弱性最高的区域在阿瓦提县和库尔勒交界处,脆弱性水平达到0.67,无低脆弱性区域和极高脆弱性区域。

2.3.4 *地下水资源量可持续性* 根据获得的西北干旱区地下水可靠性(REL),回弹性(RES)和脆弱性(VIL),获得该区域地下水资源量可持续性。指标中的最小值对该指数影响最大,当3个指标中任一值为0时,区域不具备可持续性。对西北干旱区地下水资源量可持续性进行量化(图9a),根据分级标准获得西北干旱区可靠性分级结果(图9b)以及可持续各等级占比情况(表4)。

西北干旱区地下水资源量可持续性(SI)的全区域平均值为0.28,地下水资源量可持续性水平较低。区域总体地下水资源量可持续性总体呈现南北两侧高、中部低的态势。较低可持续性区占比最大,为60.49%,主要分布区域东南方和西北方,包括阿拉善左旗、哈密市、吐鲁番市等;其次是中可持续性区占比为32.47%,主要分布在区域西南方和北方包括和田市、阿图什市、喀什市、阿勒泰市等;剩下

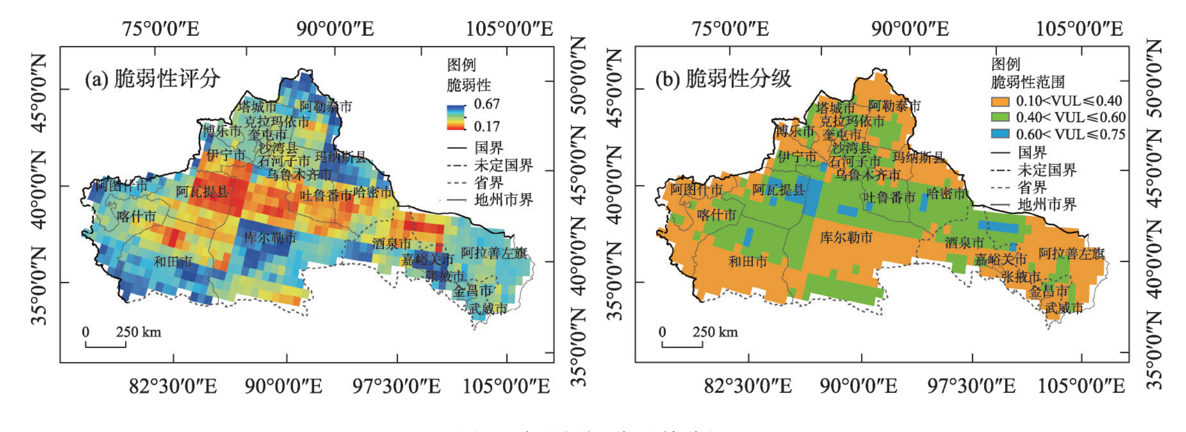


图8 脆弱性评分及其分级

Fig. 8 Vulnerability score and its classification

表3 脆弱性等级占比

Tab. 3 Proportion of vulnerability levels

脆弱性	范围	占比/%
低脆弱性	0<VUL≤0.10	0
较低脆弱性	0.10<VUL≤0.40	53.69
中脆弱性	0.40< VUL≤0.60	42.20
高脆弱性	0.60< VUL≤0.75	4.10
极高脆弱性	0.75< VUL≤1	0

的为低可持续性区占比，为7.03%，大部分分布在阿瓦提县，零散的分布在西北干旱区中部；无高可持续性区域和较高可持续性区域。

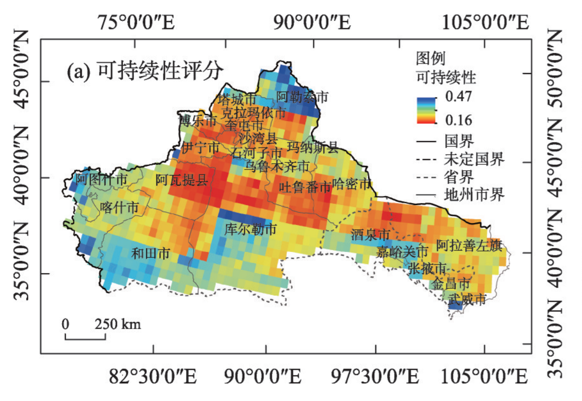
2.3.5 MIC相关性评价 运用python2.7，基于最大信息系数分别获取2002—2020年间西北干旱区地下水资源量可靠性、脆弱性、回弹性和可持续性之间的最大信息系数MIC以及皮尔森相关系数。

控制地下水资源量可持续性的直接因素是地下水储量，地下水储量变化是可靠性、回弹性、脆弱性的量化依据，它们分别描述地下水在一段长时间序列内地下水储量低于正常水平的概率、从低于正常水平恢复到正常水平的概率、低于正常水平的程度与其发生概率的乘积。

根据相关性分析的结果表明：可靠性和回弹性与可持续性呈正相关，脆弱性与可持续性呈负相关（表5）。3个指标中脆弱性与可持续性的MIC值为0.512，R值为-0.748，2个系数的绝对值均大于另外2个指标，因此脆弱性与可持续性相关性最大，对于地下水资源量可持续性的影响程度最大。

3 讨 论

综上所述，2002—2020年西北干旱区平均地下水资源量可持续性指数SI为0.28，可持续性水平较



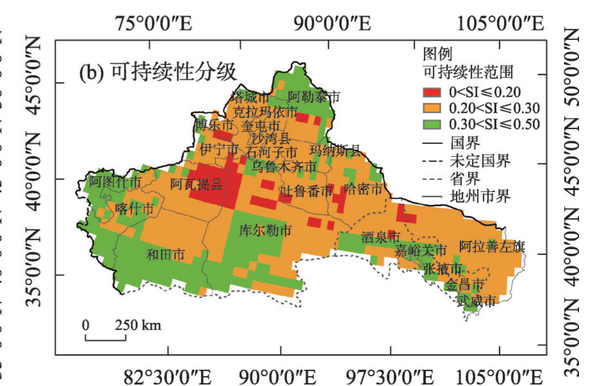


图9 可持续性性评分及其分级

Fig. 9 Sustainability score and its classification

表4 可持续性等级占比

Tab. 4 Proportion of sustainability levels

可持续性	范围	占比/%
低可持续性	0<SI≤0.20	7.03
较低可持续性	0.20<SI≤0.30	60.49
中可持续性	0.30<SI≤0.50	32.47
高可持续性	0.50<SI≤0.75	0
极高可持续性	0.75<SI≤1	0

表5 相关系数分析

Tab. 5 Correlation coefficient analysis

可持续性(SI)	MIC	R
可靠性(Rel)	0.235	0.084
回弹性(Res)	0.437	0.641
脆弱性(Vul)	0.512	-0.748

低，较Thomas获取的塔里木盆地2002—2016年的地下水资源量可持续性指数0.31有一定的下降，原因是2016—2020年以来，新疆地下水储量持续下降（图3），GGDI长期处于赤字状态，导致地下水资源量的回弹性和可靠性水平有所降低，进而导致地下水资源可持续性指数的降低。研究结果与吴彬等[26]基于水利部门历次水资源调查评价成果、水利统计资料汇编等数据分析得到的新疆平原地区1956—2016年地下水变化趋势一致。

利用GRACE重力卫星结合GLDAS监测地下水已经被证明是传统地下水监测方法的有效替代手段，尤其是在基于地下水储量变化的情况下[11]。不仅降低了传统地下水监测作业带来的巨大工作量，还克服了由于水井数量少、分布不均匀造成的难以

进行大范围、长时间序列监测的问题。相较于传统的GRACE数据，研究所采用的JPL mascon RL06数据不需要进行复杂的过滤和其他后处理，约束性较小，且具有相似的精度，可以有效降低大尺度研究的工作量[27]。研究时间跨度往往是影响实验结果的重要因素，故本研究选择了200个月的数据，时间跨度大，结果可信度更高[28]。其次，运用基于GRACE的地下水干旱指数GGDI具有2个优点：(1) GGDI能直观的反应地下水的赤字和盈余；(2) GGDI能以一个标准化数值直接反应干旱的时空尺度[29]，目前已经在其他地区的研究中使用[30]。地下水可持续指数SI综合了大尺度地下水系统的可靠性，回弹性和脆弱性来评价地下水资源量可持续性其结果具有较高的参考价值，可以为地区地下水保护和合理利用提供参考。

影响地下水资源量可持续性的因素主要包括气候变化和人类活动。降雨、蒸散发等气候因素对地下水储量有一定的影响。比较2002—2020年，西北干旱区年内与年际降雨与GWSA的关系（图10），在年内尺度上由GRACE反演的地下水储量变化与月均降雨量存在明显的相关性，在降雨量最大的7月对应的地下水储量变化的等效水柱高最高。在年际尺度上，2002—2020年，降水量与地下水储量变化的等效水柱高具有相似的波动，如2002—2008年，随着地下水储量变化的等效水柱高随着年降雨量的增加而上升，随之降低而下降。但是在2002—2020年，地下水储量变化的等效水柱有几次跳跃式的下降，在较长时间序列下，地下水储量变化未随着年降雨量的变化而变化，说明还存在降水量以外影响地下水储量变化的驱动因素。

人类活动被认为是地下水资源量可持续性变化的主要驱动因素，包括地下水开采、地下水灌溉、城市扩张以及造林工程等。位于吐鲁番西南方的托克逊县处于SI＜0.2的低可持续性区，受到地下水开采、农业灌溉影响，2002—2010年间地下水连续下降幅度最大为7.49 m[30]。绿洲只占据了西北干旱区不到10%面积，却集中了干旱区95%的人口和90%以上的财富[31]，绿洲的地下水资源相对丰富，农业几乎完全依赖地下水灌溉，也导致绿洲地下水资源量可持续性处于较低水平。查哈尔滩绿洲地下水资源量可持续性处于0.2~0.3的较低可持续区，大规模的地下水灌溉，导致地下水水位在过去的20 a平均每年下降0.23 m[32]。Hao等[33-34]分别在民勤绿洲和敦煌绿洲的研究也都得到了相似的结论，加之近十几年以来西北干旱区内不断增加的钻井也表明了地下水开采、农业灌溉是导致地下水资源量可持续性降低的主要因素；Wang等[35]通过主成分分析（PCA）比较河西走廊地区近十几年来社会经济组合指标与气候降水指标对地下水可持续性的影响，发现前者解释率高达87.7%，后者为13.3%，在第一主成分中人口因素、GDP等与地下水可持续性呈现出负相关性，但影响程度较小；西北干旱地区的城市化水平的提升也是地下水可持续性降低的因素之一，根据2000年、2010年、2020年Globeland 30土地利用数据统计（表6），近20 a来西北干旱区人造地表（即建设用地）面积增长量达到了150%，林地面积增长量为40%，耕地面积增长量21.5%，城市的大规模扩张势必造成地下水资源量可持续性的下降，鲁杨[36]也通过夜间灯光数据获取的西北地区城市化水平，发现城市化水平与地下水储量变化存在显

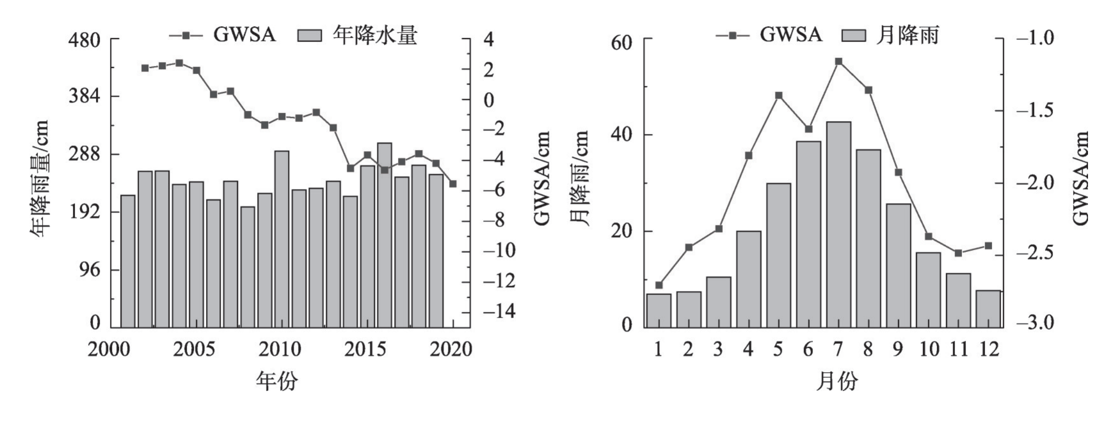


图10　地下水储量变化与降雨量年际变化、年内变化

Fig. 10　Yearly and monthly variation of groundwater reserve and rainfall variation

表6 2000—2020年西北干旱区土地利用变化

Tab. 6 Land use change in arid area of Northwest China from 2000 to 2020

年份	土地利用类型/10^4 km^2								
	耕地	林地	草地	灌木地	湿地	水体	人造地表	裸地	冰川
2000	9.93	1.80	51.92	0.82	0.59	0.92	0.48	139.20	4.30
2010	10.59	2.12	41.41	1.50	0.55	1.11	0.56	148.02	4.11
2020	12.06	2.49	41.03	1.33	0.98	1.37	1.20	145.84	3.67

著的负相关。大规模的造林工程也是影响地下水资源量可持续的重要因素，2000—2018年毛乌素沙地植被NDVI显著提升，地下水储量持续下降与NDVI呈显著负相关[13]，另外耕地面积的持续增加也势必导致农业地下水灌溉的增加，也是造成区域地下水资源可持续性的下降的因素之一。

对于西北干旱区地下水中高可持续水平区域，以节流保护措施为主：一是实行地下水取水总量控制与水位控制制度；二是明确用水过程的节约要求，即取用地下水的单位和个人遵守取水总量控制和定额管理要求，使用先进的节水技术、工艺和设备，提高用水效率；三是强化经济手段的运用，明确地下水水资源税费的征收原则，四是细化地下水保护措施，防止地下工程建设对地下水造成重大不利影响等；对于区域内较低、低可持续水平区域除了更严格的开展上述措施还应当增加水资源开源措施，包括开展调水工程等，遏制地下水资源可持续性下降态势。面对当前西北干旱区低水平的地下水资源量可持续性形式，需要加快落实相关规定，形成一个合理有效的地下水保护管理模式，促进西北干旱区地下水资源可持续性的稳定提升。

本研究局限性在于没有进一步量化考虑影响西北干旱区地下水资源量可持续性的影响因素，包括自然的气候、降雨、蒸散发等，人为的采矿、放牧、城市扩张、防护林的建设等，是下一阶段主要的研究方向。另外，由于地下水资源量可持续性评价的结果的可靠性、回弹性、脆弱性量化时的主观性，以及数据缺少造成不同版本数据的交替使用，使研究结果产生可接受的偏差，存在一定局限性。

4 结 论

本文通过GRACE数据和GLDAS水文模型反演西北干旱区2002—04—2020—09地下水储量变化，并结合基于GRACE的地下水干旱指数GGDI进一步量化获取了西北干旱地区地下水资源量的可靠性、回弹效、脆弱性评价分析西北干旱区地下水资源量可持续性指数，得到如下结论：

（1）2002—04—2020—09期间，西北干旱区地下水储量整体上呈现下降趋势，在2015年1月等效水柱高最低，达到−6.52 cm之后下降趋势有所减缓，开始呈现周期波动，研究期间累计下降水柱高6.52 cm。空间上看，区域内19.3%的区域地下水储量呈现正向变化，80.7%的区域呈现负向变化，整体自北向南呈现条带式分布，中部条带地下水储量下降最为明显，南部条带地下水储量呈上升趋势。

（2）2002—04—2020—09，西北干旱区地下水干旱指数GGDI变化趋势可分为3个阶段，2002—04—2008—08 GGDI值逐渐减小，但值大于0，地下水储量呈现盈余状态；2008—08—2012—10 GGDI在0值附近上下波动；自2012年10月开始较长时间处于赤字状态且程度加深，即表明西北干旱区地下水干旱程度有所加深。

（3）通过地下水干旱指数GGDI量化获得西北干旱区地下水的可靠性、回弹性和脆弱性以此评价西北干旱区地下水资源量可持续性结果显示，研究期间西北干旱区地下水平均可靠性为0.495，回弹性0.470，脆弱性为0.404，区域的地下水资源量可持续性指数SI为0.28，3个指标中脆弱性与可持续性的最大信息系数最大为0.512，即脆弱性对于地下水资源量可持续性影响最大。

参考文献(References)：

[1] 王金哲, 张光辉, 王茜, 等. 西北干旱区地下水生态功能评价指标体系构建与应用[J]. 地质学报, 2021, 95(5): 1573-1581. [Wang Jinzhe, Zhang Guanghui, Wang Qian, et al. Construction and application of evaluation index system of groundwater ecological function in northwest arid area[J]. Acta Geologica Sinica, 2021, 95(5): 1573-1581.]

[2] 汪勇. 干旱区绿洲生态安全与地下水位调控研究[D]. 北京: 中

国水利水电科学研究院, 2020. [Wang Yong. Study on Ecological Security and Groundwater Level Regulation in Arid Areas[D]. Beijing: China Institute of Water Resources and Hydropower Research, 2020.]

[3] 王晓玮. 我国西北超采区地下水水量—水位双控指标确定研究[D]. 北京: 中国地质大学, 2017. [Wang Xiaowei. Study on the Dual Control of Groundwater Abstraction Amount and Iable in Groundwater Over-Exploitation Zones in Northwest China: A Case Study in Minqin Basin[D]. Beijing: China University of Geosciences, 2017.]

[4] 李敏, 赵丽娜, 王宏洋, 等. 我国地下水环境管理现状及管理制度构建研究[J]. 环境保护科学, 2016, 42(5): 7−11. [Li Min, Zhao Lina, Wang Hongyang, et al. Study of the current status of groundwater environmental management in China and construction of the management system[J]. Environmental Protection Science, 2016, 42(5): 7−11.]

[5] 中华人民共和国水利部. 2020年中国水资源公报[R]. 北京: 中华人民共和国水利部, 2021. [Ministry of Water Resources of the People's Republic of China. China Water Resources Bulletin 2020 [R]. Beijing: Ministry of Water Resources of the People's Republic of China, 2021.]

[6] 杨建青, 章树安, 陈喜, 等. 国内外地下水监测技术与管理比较研究[J]. 水文, 2013, 33(3): 18−24. [Yang Jianqing, Zhang Shu'an, Chen Xi, et al. Comparison between China and other countries on groundwater monitoring and management practices[J]. Journal of China Hydrology, 2013, 33(3): 18−24.]

[7] 王思佳, 刘鹄, 赵文智, 等. 干旱、半干旱区地下水可持续性研究评述[J]. 地球科学进展, 2019, 34(2): 210−223. [Wang Sijia, Liu Hu, Zhao Wenzhi, et al. Groundwater sustainability in arid and semi-arid environments: A review[J]. Advances in Earth Science, 2019, 34(2): 210−223.]

[8] Alley W M, Reilly T E, Franke O L. Sustainability of Ground-Water Resources[R]. U. S. Geol. Surv. Circulation, 1999.

[9] Thomas B F, Caineta J, Nanteza J. Global assessment of groundwater sustainability based on storage anomalies[J]. Geophysical Research Letters, 2017, 44(22): 11445−11455.

[10] Singh A P, Bhakar P. Development of groundwater sustainability index: A case study of western arid region of Rajasthan, India[J]. Environment Development and Sustainability, 2021, 23: 1844−1868.

[11] Jiang C, Zhang Y, Chen Z, et al. Improving assessment of groundwater sustainability with analytic hierarchy process and information entropy method: A case study of the Hohhot Plain, China[J]. Environmental Earth Sciences, 2015, 73(5): 2353−2363.

[12] 刘斌, 吴琼. 基于GRACE卫星的辽宁省2002—2017年地下水储量监测[J]. 世界地质, 2021, 40(2): 453−458. [Liu Bin. Wu Qiong. Groundwater reserves monitoring in Liaoning Province based on GRACE satellites during 2002−2017[J]. Global Geology, 2021, 40(2): 453−458.]

[13] Zhang M, Wu X. The rebound effects of recent vegetation restoration projects in Mu Us Sandy Land of China[J]. Ecological Indicators, 2020, 113: 106228.

[14] Neves M C, Nunes L M, Monteiro J P. Evaluation of GRACE data for water resource management in Iberia: A case study of groundwater storage monitoring in the Algarve region[J]. Journal of Hydrology: Regional Studies, 2020, 32: 100734.

[15] Karunakalage A, Sarkar T, Kannaujiya S, et al. The appraisal of groundwater storage dwindling effect, by applying high resolution downscaling GRACE data in and around Mehsana District, Gujarat, India[J]. Groundwater for Sustainable Development, 2021, 13: 100559.

[16] 束秋妍, 潘云, 宫辉力, 等. 基于GRACE的华北平原地下水储量时空变化分析[J]. 国土资源遥感, 2018, 30(2): 132−137. [Shu Qiuyan, Pan Yun, Gong Huili, et al. Spatiotemporal analysis of GRACE-based groundwater storage variation in North China Plain [J]. Remote Sensing for Land & Resources, 2018, 30(2): 132−137.]

[17] 孙倩, 阿丽亚·拜都热拉. 基于GRACE卫星和GLDAS系统的地下水水位估算模型——以和田地区克里雅河流域为例[J]. 地理科学进展, 2018, 37(7): 912−922. [Sun Qian, Baidourela Aliya. Mathematical fitting of influencing factors and measured groundwater level: Take Keriya River Basin in Hetian area as an example [J]. Progress in Geography, 2018, 37(7): 912−922.]

[18] 陶征广, 陶庭叶, 丁鑫, 等. 基于GRACE和GLDAS水文模型反演安徽省地下水储量变化[J]. 地球物理学进展, 2021, 36(4): 1456−1463. [Tao Zhengguang, Tao Tingye, Ding Xin, et al. Groundwater storage changes in Anhui Province derived from GRACE and GLDAS hydrological model[J]. Progress in Geophysics, 2021, 36(4): 1456−1463.]

[19] 张学渊, 魏伟, 周亮, 等. 西北干旱区生态脆弱性时空演变分析[J]. 生态学报, 2021, 41(12): 4707−4719. [Zhang Xueyuan, Wei Wei, Zhou Liang, et al. Analysis on spatio-temporal evolution of ecological vulnerability in arid areas of Northwest China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(12): 4707−4719.]

[20] Reshef D N , Reshef Y A , Finucane H K , et al. Detecting novel associations in large data sets[J]. Science, 2011, 334: 1518−1524.

[21] Boening, Carmen, Watkins, et al. Improved methods for observing Earth's time variable mass distribution with GRACE using spherical cap mascons[J]. Journal of Geophysical Research, 2015, 120 (4): 2648−2671.

[22] Zhong Y, Feng W, Humphrey V, et al. Human-induced and climate-driven contributions to water storage variations in the Haihe River basin, China[J]. Remote Sensing, 2019, 11(24): 3050.

[23] Thomas B F, Famiglietti J S, Landerer F W, et al. GRACE groundwater drought index: Evaluation of California central valley groundwater drought[J]. Remote Sensing of Environment, 2017, 198: 384−392.

[24] 王巨. 基于时序NDVI植被变化检测与驱动因素量化方法研究[D]. 兰州: 兰州大学, 2020. [Wang Ju. Methods for Detecting Veg-

etation Changes and Quantifying the Driving Factors Using NDVI Timeseries by Taking Hexi As A Case Area[D]. Lanzhou: Lanzhou: Lanzhou University, 2020.]

[25] 新疆维吾尔自治区水利部. 2015年新疆水资源公报[R]. 乌鲁木齐: 新疆维吾尔自治区水利部, 2015. [Water Resources Department of Xinjiang Uygur Autonomous Region. Xinjiang Water Resources Bulletin 2015[R]. Urumqi: Xinjiang Water Resources Department of Xinjiang Uygur Autonomous Region, 2015.]

[26] 吴彬, 杜明亮, 穆振侠, 等. 1956—2016年新疆平原区地下水资源量变化及其影响因素分析[J]. 水科学进展, 2021, 32(5): 659–669. [Wu Bin, Du Mingliang, Mu Zhenxia, et al. Analysis on the variation of groundwater resources and influencing factors in Xinjiang plain area from 1956 to 2016[J]. Advances in Water Science, 2021, 32(5): 659–669.]

[27] Rowlands D D. Resolving mass flux at high spatial and temporal resolution using GRACE intersatellite measurements[J]. Geophysical Research Letters, 2005, 32(4): L4310.

[28] Thomas A C, Reager J T, Famiglietti J S, et al. A GRACE-based water storage deficit approach for hydrological drought characterization[J]. Geophysical Research Letters, 2014, 41(5): 1537–1545.

[29] Wang F, Wang Z, Yang H, et al. Utilizing GRACE-based groundwater drought index for drought characterization and teleconnection factors analysis in the North China Plain[J]. Journal of Hydrology, 2020, 585: 124849.

[30] 赵付勇. 新疆托克逊县地下水资源量评价[J]. 地下水, 2021, 43(3): 80– 82. [Zhao Fuyong. Groundwater resource evaluation in Toksun County, Xinjiang[J]. Ground Water, 2021, 43(3): 80–82.]

[31] 翟家齐, 董义阳, 祁生林, 等. 干旱区绿洲地下水生态水位阈值研究进展[J]. 水文, 2021, 41(1): 7–14. [Zhai Jiaqi, Dong Yiyang, Qi Shenglin, et al. Advances in ecological groundwater level threshold in arid oasis regions[J]. Journal of China Hydrology, 2021, 41(1): 7–14.]

[32] 韩明超. 沙漠绿洲地下水资源承载力及可持续利用研究[D]. 西安: 长安大学, 2013. [Han Mingchao. Study on Groundwater Resources Carrying Capacity and Sustainable Use of Desert Oasis: Take Chahaertan Oasis of Alxa League for Example[D]. Xi'an: Chang'an university, 2013.]

[33] Hao Y, Xie Y, Ma J, et al. The critical role of local policy effects in arid watershed groundwater resources sustainability: A case study in the Minqin oasis, China[J]. Science of the Total Environment, 2017, 601–602: 1084–1096.

[34] Zhang X, Zhang L, He C, et al. Quantifying the impacts of land use/land cover change on groundwater depletion in northwestern China: A case study of the Dunhuang oasis[J]. Agricultural Water Management, 2014, 146: 270–279.

[35] Wang S, Liu H, Yu Y, et al. Evaluation of groundwater sustainability in the arid Hexi Corridor of northwestern China, using GRACE, GLDAS and measured groundwater data products[J]. The Science of the Total Environment, 2020, 705: 135821–135829.

[36] 鲁杨. 利用GRACE与GLDAS数据监测西北地区地下水时空变化[D]. 西安: 西安科技大学. [Lu Yang. Spatial and Temporal Variations of Groundwater in Northwest China Were Monitored Using GRACE and GLDAS Data[D]. Xi'an: Xi'an University of Science and Technology, 2020.]

Evaluation of groundwater resource sustainability based on GRACE and GLDAS in arid region of Northwest China

RUAN Yongjian[1,2], WU Xiuqin[1,2]

(1. College of Soil and Water Conservation, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China 2. Key Laboratory of State Forestry Administration on Soil and Water Conservation, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China)

Abstract: The arid region of Northwest China is a groundwater-dependent ecosystem. Groundwater resources are a strategic support for developing the arid region in Northwest China. It is important to understand the significance of groundwater changes in real time to reveal change characteristics of groundwater and regional economic development. Previously, traditional groundwater monitoring research was artificial and expensive and large-scale and long-term analyses were difficult. Research based on satellite information also lacks quantitative evaluations of groundwater sustainability. To explore recent groundwater sustainability in arid areas of Northwest China, GRACE gravity satellite and GLDAS data were used to invert groundwater storage changes and determine trend changes for 200 months from April 2002 to September 2020 in arid areas of Northwest China. The groundwater drought index, which is based on GRACE, was calculated to obtain the groundwater drought situation in the arid region of Northwest China. Finally, the GGDI was further combined with the sustainability index to quantify the reliability, resilience, and vulnerability of groundwater to evaluate the recent groundwater sustainability in the arid region of Northwest China. Results show that from 2002 to 2020, groundwater reserves were greatly reduced in the arid area of Northwest China, and the drought degree of groundwater has deepened. The average reliability, resilience, and vulnerability of groundwater is 0.495, 0.470, and 0.404, respectively, and the regional groundwater sustainability index (SI) is 0.28, which indicates a low groundwater sustainability level. This study reveals a temporal and spatial distribution and the evolution trend of groundwater sustainability in arid regions of Northwest China, which provides theoretical and supporting data for the protection and management of regional groundwater resources.

Keywords: arid region of Northwest China; gravity satellite; groundwater drought index; groundwater resources; sustainability